

CARACTERÍSTICAS DE LOS HÁBITATS CORALINOS EN JARDINES DE LA REINA, CUBA.

Fabián Pina Amargós ^{1*}, Leslie Hernández Fernández ¹, Lidice Clero Alonso ² y Gaspar González Sansón ^{2*}.

(1) Centro de Investigaciones de Ecosistemas Costeros, Cayo Coco, Morón, Ciego de Ávila, CP 69 400, Cuba.
Centro de Investigaciones Marinas, Universidad de La Habana, calle 16 No. 114, Playa, CP 11300, Ciudad Habana, Cuba.
(* Autores correspondientes: Emails: fabian@cic.fica.inf.cu, fabianpina@yahoo.es, ggs@cim.uh.cu.

RESUMEN

En los estudios de los efectos de las reservas marinas las evidencias de abundancia diferencial de peces a favor de estas herramientas de gestión de los recursos marinos pueden deberse a diferencias espaciales de calidad y tipo de hábitat y no a la protección que estas ejercen. Se estudiaron las características de hábitats coralinos de la Reserva Marina Jardines de la Reina, Cuba, mediante la estimación de la complejidad estructural del sustrato usando una escala semicuantitativa. Se investigó la estructura de las comunidades de corales escleractíneos y de algas utilizando marcos cuadrados. Los principales descriptores de las comunidades bentónicas (complejidad estructural, abundancia, cobertura) no muestran diferencias significativas entre zonas. Algunos aspectos analizados de forma general (blanqueamiento, índices de diversidad, abundancia de reclutas), por especies (mortalidad, tamaño máximo), por grupos de corales (abundancia) y en comunidades de corales (análisis de similitud) muestran diferencias significativas en los análisis realizados pero no tendencia de zonación claras. Tomando en cuenta los indicadores medidos se puede afirmar que los arrecifes frontales y arrecife de cresta a lo largo de Jardines de la Reina son hábitats homogéneos.

Palabras claves: hábitat; arrecifes coralinos; macroalgas; complejidad estructural; ASW, Cuba.

ABSTRACT

Higher abundance of fishes inside marine reserves could be due to better habitat quality inside than outside those marine protected areas and not necessarily to protection effects. We studied coral reef habitats features in Jardines de la Reina Marine Reserve such as structural complexity (semiquantitative scale), corals and algae communities (quadrats). Structural complexity and benthic communities were not different among protection zones. The main variables of benthic communities (structural complexity, coral abundance and coral cover) show no significance difference among zones. Some variables in general (coral bleaching, diversity indexes, recruits abundance), by species (mortality, maximum size), groups of corals (abundance) and coral communities (similarity analysis) show significance difference but not clear zoning. Taking into account these it could be stated that coral reef habitats are homogeneous along Jardines de la Reina.

Key words: habitat; coral reefs; macroalgae; structural complexity; ASW, Cuba.

La relación entre las características de los hábitats y las comunidades de peces ha sido ampliamente tratada en la literatura científica alrededor del mundo y en diversos hábitats (Jones *et al.*, 2004; Cocheret de la Moriniere, 2004; Mumby *et al.*, 2004) pero no ha dejado de ser un tema polémico. Mayor abundancia, biomasa y riqueza de peces coralinos ha sido asociada con hábitats estructuralmente más complejos (González-Sansón *et al.*, 1997a; González-Sansón *et al.*, 1997b; Zapata y Morales, 1997;) mayor cobertura de coral (González-Sansón *et al.*, 1997a; González-Sansón *et al.*, 1997b; Mumby *et al.*, 2004), mayor cobertura de otros componentes del bentos (Luchavez, 1991; Zapata y Morales, 1997; Westera *et al.*, 2003) y mayor disponibilidad de refugio (Hixon y Beets, 1989; Buchheim y Hixon, 1992; Hixon y Beets, 1993). No obstante estas

evidencias, otros autores no encuentran relación de las comunidades de peces ni con la complejidad estructural (Doherty, 2002; Mumby *et al.*, 2004) ni con varios componentes del bentos (Sale y Douglas, 1984; Sale y Steel, 1986; Sale *et al.*, 1994).

Una de las variables que más se utiliza cuando se discuten las características del hábitat es la complejidad estructural, la cual ha sido objeto de manipulación experimental para fortalecer las conclusiones (Connell y Jones, 1991; Lewis, 1998; Cocheret de la Moriniere, 2004). La mayoría de las especies muestran robustez a la disminución de esta variable (Lewis, 1997; Lewis, 1998), mientras que las que dependen más del sustrato tienden a disminuir cuando esta se ve afectada y las herbívoras tienden a aumentar (Lewis, 1997;

Lewis, 1998). La forma en la que la complejidad estructural influye sobre los peces ha sido relacionada con dos recursos fundamentales: refugio (Hixon y Beets, 1993; Beukers y Jones, 1997; Lewis, 1998) y disponibilidad de alimentos (Heck y Wetstone, 1977; Connell y Jones, 1991; Luchavez, 1991). Se ha determinado experimentalmente una fuerte relación entre el tamaño del refugio y la abundancia de peces, donde solo la abundancia de aquellos peces cuyo volumen es similar al de las cavidades responden a la variación de la disponibilidad de dichas cavidades (Sale *et al.*, 1980; Doherty, 1983; Behrents, 1987).

También la cobertura de algas ha sido relacionada con las comunidades de peces por proveer nicho estructural (Sala, 1997) y alimento (De Ridder y Lawrence, 1982; Babcock *et al.*, 1999) a invertebrados sobre los cuales muchos peces basan su dieta (Hiatt y Strasbourg, 1960; Hobson, 1974). Se ha observado relación entre las algas de tipo césped y los peces herbívoros (Polunin y Klumpp, 1992) e invertebrados (Morrison, 1988), presas potenciales de los ictiófagos (Polunin y Klumpp, 1992; Sala, 1997; Babcock *et al.*, 1999).

En los estudios de los efectos de las reservas marinas, las evidencias de abundancia diferencial a favor de estas herramientas de gestión de los recursos marinos pueden deberse a diferencias espaciales de calidad y tipo de hábitat y no a la protección que estas ejercen (Edgar y Barret, 1999; McClanahan y Arthur, 2001; Friedlander *et al.*, 2003). Estas diferencias pueden deberse a la cobertura béntica (Galzin *et al.*, 1994; Jennings *et al.*, 1996a) y la complejidad estructural (Connell y Kingsford, 1998; Friedlander y Parrish, 1998; Nilsson, 1998).

El objetivo de este trabajo es determinar las características de hábitat coralinos en Jardines de la Reina y comparar dichas características dentro y fuera de la Reserva Marina de este archipiélago.

MATERIALES Y MÉTODOS

Área de estudio

El archipiélago Jardines de la Reina se extiende desde el Golfo de Guacanayabo hasta la Bahía de Casilda en la parte meridional de la Isla de Cuba (Fig. 1). Su extensión es de 360 km y está formado por 661 cayos. Este archipiélago comprende tres cayerías siendo la más importante la de las Doce Leguas, localizada en el extremo Oeste frente a la costa meridional de las provincias Ciego de Ávila y

Camagüey. Desde 1996 alrededor de 950 km² fueron declarados como Zona Bajo Régimen Especial de Uso y Protección (ZBREUP), establecida en la resolución del Ministerio de la Industria Pesquera 562/96, similar a las internacionalmente conocidas Reservas Marinas, nombre que se utilizará en este trabajo.

Método de muestreo

Durante junio de 2004 y enero, abril, septiembre y diciembre de 2005 se muestrearon varios sitios en arrecife frontal somero (8-12 m de profundidad, 40 sitios para corales y 20 para algas) y en arrecife de cresta (2-3 m de profundidad, 24 sitios para corales y 12 para algas) a lo largo de Jardines de la Reina (Fig. 1). Los arrecifes frontales fueron divididos en 5 zonas, No Reserva Oeste (NRW), Reserva Oeste (RW), Reserva Centro (RC), Reserva Este (RE) y No Reserva Este (NRE), teniendo en cuenta su grado de protección. Según información obtenida para este trabajo (Pina-Amargós *et al.*, en preparación), la protección efectiva va decreciendo en el orden siguiente: RC, RW, RE, NRW, NRE. En el caso de las crestas de arrecife solo se hicieron muestreos en NRW, RW y RC pues en el resto del grupo insular no se desarrollan crestas de arrecife de al menos 500 m de largo.

La complejidad estructural fue estimada semicuantitativamente, adaptando la metodología propuesta por Roberts (1995). La escala propuesta por Roberts (1995) es de 6 puntos (desde 0, sin relieve vertical, hasta 5, excepcionalmente complejo con alta cobertura coralina y numerosas cuevas, fisuras y solapas). Los sitios evaluados en este trabajo podrían ser clasificados entre 3 y 5 utilizando esa escala, pero para mayor facilidad se ha transformado la misma, de forma tal que los valores 1, 2 y 3 de este trabajo concuerdan con los valores 3, 4 y 5 de la escala de Roberts (1995). El valor 3 se asigna a moderadamente complejo y 4 a muy complejo con numerosas cuevas y fisuras. Tres observadores calificaron cada sitio utilizando esta escala para 25 arrecifes frontales y 12 crestas de arrecife en cada uno de los muestreos de abril, septiembre y diciembre de 2005. En este trabajo se utilizó la escala semicuantitativa en recorridos largos por su fácil aplicación (no requiere de soporte tecnológico alguno), por reproducir mejor la complejidad estructural relevante a peces grandes y por su probada efectividad en otros estudios (Roberts *et al.*, 1992; Polunin y Roberts, 1993; Roberts y Polunin, 1993) a pesar de su naturaleza semicuantitativa.

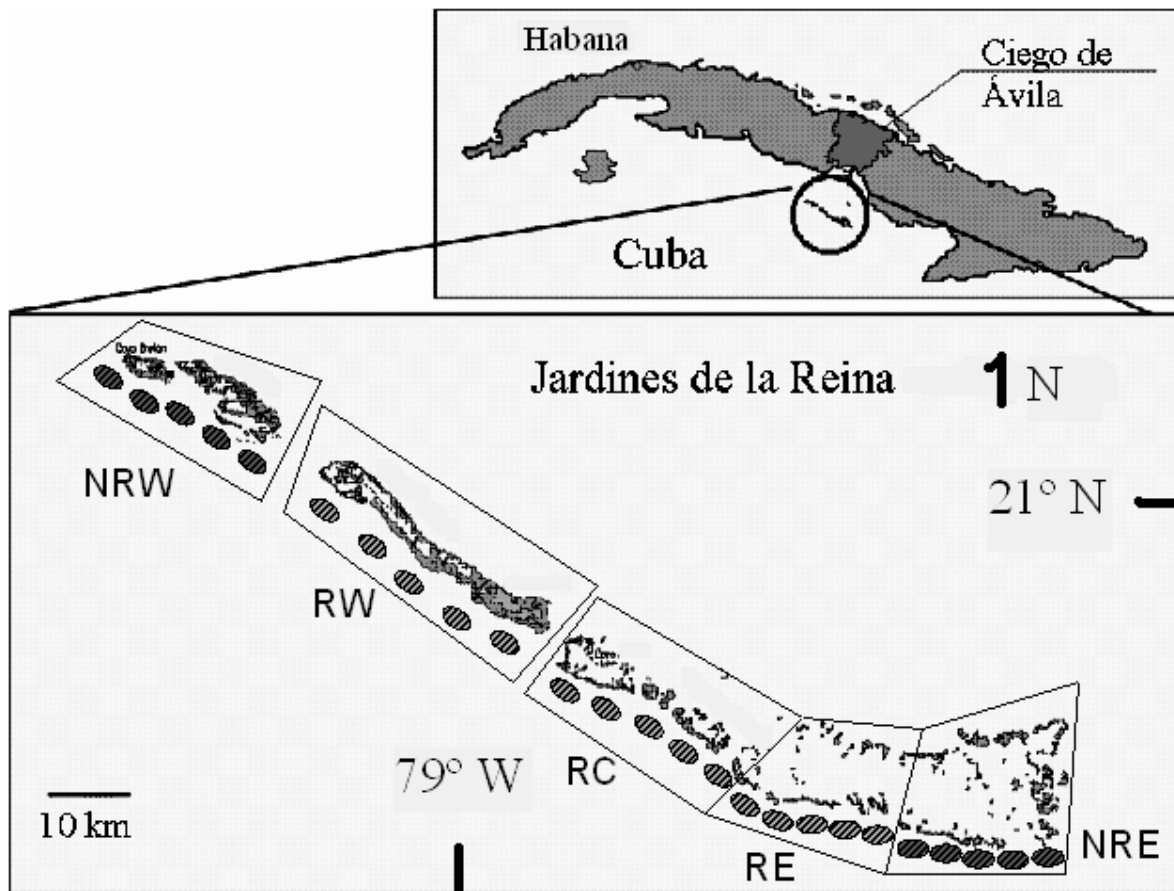


Fig. 1. Mapa de Jardines de la Reina y sus zonas. Las elipses rayadas son los sitios de muestreo.

Los corales fueron muestreados utilizando un marco cuadrado de un metro de lado y se midieron las siguientes variables para especies dominantes y grupos morfofuncionales: densidad de adultos (colonias por metro cuadrado), cobertura de adultos (porcentaje), mortalidad (porcentaje), blanqueamiento (porcentaje), densidad de reclutas (reclutas (menores de 5 cm) por metro cuadrado), tamaño máximo (anchura en centímetros). Los porcentajes se estiman como la proporción que ocupa la variable estimada (cobertura, mortalidad, blanqueamiento) con respecto al área total de la unidad de muestreo (1 m²). Por ejemplo, si la cuarta parte de unidad de muestreo está cubierta de corales, el por ciento de cobertura de corales es del 25%.

Se tomaron como mínimo 19 unidades de muestreo en cada sitio lo que garantiza la representatividad de la muestra (Guardia *et al.*, 2003; 2004 a,b; Hernández-Fernández *et al.*, 2008). Los grupos morfofuncionales de corales que

se proponen (Tabla 1) son una modificación de los propuestos por Humann (1994) con un sentido más ecológico (refugio) que sistemático.

Para estimar la abundancia y composición de las comunidades de algas se utilizó un marco cuadrado de 0.25 m de lado y se estimó el porcentaje de cobertura de las especies dominantes y los grupos morfofuncionales (Tabla 2). Se tomaron 15 unidades de muestreo en cada sitio lo que garantiza la representatividad de la muestra (Prado y Suárez, 1996; Trelles *et al.*, 2001; Valdivia, 2004). Los grupos morfofuncionales de algas que se proponen siguen a Littler y Littler (1984) y Steneck y Dethier (1994).

Análisis de datos

Todos los datos fueron procesados mediante estadística descriptiva (medias, error estándar). Los datos de complejidad estructural fueron promediados para cada sitio y comparados esta-

Tabla 1. Grupos morfofuncionales de corales y las especies que incluyen.

Grupo morfofuncional	Especies
Cerebro	<i>Diploria clivosa</i> , <i>D. strigosa</i> , <i>D. labyrinthiformis</i> , <i>Meandrina meandrites</i> , <i>Manicina aeronata</i> , <i>Colpophyllia natans</i>
Foliáceos	<i>Leptoseris cucullata</i> , <i>Agaricia sp</i> , <i>Agaricia agaricites</i> , <i>Millepora complanata</i> , <i>Millepora complanata/squarrosa</i>
Incrustantes	<i>Mycetophyllia danaana</i> , <i>M. lamarkiana</i> , <i>M. ferox</i> , <i>Isophyllastrea rigida</i> , <i>Scolymia sp</i> , <i>Musa angulosa</i> , <i>Millepora squarrosa</i> , <i>Madracis decactis</i> , <i>Montastraea annularis</i> , <i>M. cavernosa</i> , <i>M. faveolata/franksi</i> , <i>M. franksi</i> , <i>Montastraea faveolata</i> , <i>Dichocoenia stokesii</i> , <i>Favia fragum</i> , <i>Porites asteroides</i> , <i>Siderastrea radians</i> , <i>S. siderea</i> , <i>Stephanocoenia intersepta</i>
Ramificados	<i>Eusmilia fastigiata</i> , <i>Millepora alcicornis</i> , <i>M. alcicornis/complanata</i> , <i>M. alcicornis/squarrosa</i> , <i>Acropora cervicornis</i> , <i>A. palmata</i> , <i>A. prolifera</i> , <i>Porites divaricata</i> , <i>P. furcata</i> , <i>P. porites</i> , <i>Madracis mirabilis</i> , <i>Dendrogyra cylindrus</i>

Tabla 2. Grupos morfofuncionales de algas y las especies que incluyen.

Grupos morfofuncionales	Especies
Foliáceas y globosas	<i>Anadyomene stellata</i> , <i>Dictyosphaeria cavernosa</i> , <i>Dictyopteris jamaicensis</i> , <i>Dictyota sp</i> , <i>Ventricaria ventricosa</i>
Filamentosas	<i>Caulerpa racemosa</i> , <i>C. verticillata</i> , <i>Cladophoropsis macromeres</i> , <i>Gelidium sp</i>
Corticadas	<i>Avrainvillea sp</i> , <i>Gelidiella sp</i> , <i>Laurencia sp</i> , <i>Neomeris annulata</i>
Coriáceas	<i>Lobophora variegata</i> , <i>Padina sp</i> , <i>Rhipocephalus phoenix</i> , <i>Sargassum sp</i> , <i>S. hystrix</i> , <i>Stypopodium zonale</i> , <i>Turbinaria tricostrata</i> , <i>T. turbinata</i> , <i>Udotea sp</i> , <i>U. cyathiformis</i>
Calcáreas articuladas	<i>Amphiroa sp</i> , <i>A. fragilissima</i> , <i>A. tribulus</i> , <i>Galaxaura rugosa</i> , <i>Halimeda sp</i> , <i>H. copiosa</i> , <i>H. discoidea</i> , <i>H. goreauii</i> , <i>H. opuntia</i> , <i>H. tuna</i> , <i>Jania adhaerens</i> , <i>Tricleocarpa oblongata</i>
Costrosas	<i>Metapeyssonnelia</i> , <i>Neogoniolithon</i> y otros costrosas no identificadas

dísticamente mediante análisis de varianza (ANOVA). Los datos de corales fueron procesados mediante ANOVA unifactorial de efectos fijos entre zonas de la reserva. Se verificaron los supuestos de homogeneidad de varianza y normalidad de los datos, siguiendo los criterios de Zar (1996) y Underwood (1997). Los análisis se realizaron con los datos originales sin transformar para las especies y grupos morfofuncionales (con excepción de la especie *Agaricia agaricites* cuyos datos de densidad en el arrecife frontal fueron transformados mediante raíz cuadrada). Se utilizó siempre un nivel de significación de 0.05 con intervalos de confianza al 95%. En los casos en que el ANOVA detectó diferencias significativas, se aplicó una prueba de comparaciones múltiples *post hoc* de Student-Newman-Keuls para hallar diferencias entre pares de medias. Los datos

fueron procesados mediante el programa STATISTICA 6.0 (Statsoft, 2001).

Además, para sintetizar la composición de las comunidades de corales se calcularon índices de diversidad siguiente (Ludwig y Reynolds, 1988):

S = Número de especies

H' = Índice de diversidad de Shannon, el cual se define como:

$$H' = - \sum_i (N_i/N) \ln (N_i/N)$$

donde N_i es el número de individuos de la especie i y N es el número total de individuos.

J' = Índice de equitatividad de Pielou, el cual se define como:

$$J' = H' / (\ln S)$$

Se realizaron análisis de similitud (ANOSIM) para comparar la composición por especies de corales, utilizando el índice de disimilitud de Bray-Curtis. Se utilizó escalado multidimensional no métrico (MDS) para el ordenamiento de las muestras basado en la misma matriz de disimilitud que el ANOSIM. Un procesamiento similar se realizó con los grupos morfofuncionales de algas. Los análisis se realizaron utilizando el paquete de programas PRIMER 5.5 (Clarke y Warwick, 2001; Primer-E, 2002).

RESULTADOS

Complejidad estructural

No se observan diferencias significativas entre zonas para la complejidad estructural (arrecifes frontales, $F_{(4,20)}=0.18$ $p=0.945$; arrecife de cresta, $F_{(2,9)}=0.23$ $p=0.799$) (Tabla 3).

Corales

En los muestreos realizados fueron determinadas 42 especies de corales escleractíneos. No se observaron diferencias significativas entre zonas para ambos hábitats ni para la densidad de colonias (arrecifes frontales, $F_{(4,35)}=0.53$ $p=0.698$; arrecife de cresta, $F_{(2,21)}=0.33$ $p=0.724$), ni para la cobertura de corales (arrecifes frontales, $F_{(4,35)}=1.30$ $p=0.288$; arrecife de cresta, $F_{(2,21)}=2.27$ $p=0.127$). Tampoco se detectaron diferencias significativas para el blanqueamiento de colonias (arrecifes frontales, $F_{(4,15)}=0.65$ $p=0.634$; arrecife de cresta, $F_{(2,9)}=2.36$ $p=0.150$) (Tabla 3).

La mortalidad fue analizada en las especies más abundantes de ambos hábitats. En los arrecifes frontales, 3 de 8 especies analizadas mostraron diferencias significativas entre zonas, pero en general no se observa una tendencia clara (Tabla 4). En el caso de los arrecifes de cresta ninguna de las 5 especies analizadas mostró diferencias significativas entre zonas.

El tamaño máximo de las colonias fue analizado en las especies más abundantes de ambos hábitats. En los arrecifes frontales, 3 de 8 especies analizadas mostraron diferencias significativas entre zonas, pero en general no se observa una tendencia clara (Tabla 5). En el caso de los arrecifes de cresta solo 1 de las 5 especies analizadas mostró diferencias significativas en

cuanto al tamaño máximo de las colonias entre zonas.

La densidad de reclutas dio diferencias significativas para los arrecifes frontales ($F_{(4,35)}=8.32$, $p<0.001$) con mayores abundancias en las zonas NRW y RC, pero no en los arrecifes de cresta ($F_{(2,21)}=1.61$, $p=0.224$) (Tabla 3).

Los índices de diversidad arrojaron diferencias significativas entre zonas para la mitad de los casos con muy ligera tendencia a mayores valores en RW y RC en los arrecifes frontales (Tabla 3 y 6).

El análisis de los corales de los arrecifes frontales y de cresta utilizando MDS arroja que las zonas son muy similares en la composición de las comunidades. Sin embargo, el ANOSIM consigna diferencias significativas globales para los arrecifes frontales (R global = 0.17, $p=0.002$) y de cresta (R global = 0.16, $p=0.005$). El análisis por pares detecta que en los arrecifes frontales RC ($R=0.58$, $p=0.001$) y RW ($R=0.43$, $p=0.002$) son diferentes de NRE, mientras que en los arrecifes de cresta se identifica que RC ($R=0.278$, $p=0.003$) es diferente de NRW. El resto de las combinaciones no difiere (Fig. 2).

El procesamiento de la densidad por grupos morfofuncionales de corales muestra que solo 3 de los 8 casos posibles muestran diferencias significativas, con alguna evidencia de que las formas cerebro e incrustantes son más abundantes en arrecifes frontales al centro y los foliáceos son más abundantes en arrecifes de cresta al oeste del archipiélago (Tablas 3 y 7).

Algas

Se encontraron 37 especies de algas dominantes en los muestreos realizados. Se observa una estacionalidad ligera de los grupos morfofuncionales de algas para los arrecifes frontales en el mes de Junio, mientras que los otros meses se mezclan fuertemente. En el caso de los arrecifes de cresta no se observa estacionalidad. En ningún caso se observa tendencia a la zonación (Tabla 3, Fig. 3).

El gráfico de la proporción de los grupos morfofuncionales de algas en los arrecifes frontales corroboran la estacionalidad. Dentro de los meses la proporción de los grupos morfofuncionales es similar pero la abundancia en general de las algas es marcadamente menor en junio con respecto a enero y abril. (Tabla 3, Fig. 4).

Tabla 3. Resumen de los resultados obtenidos por zonas. Los datos son medias \pm error estándar. Las letras minúsculas representan la significación.

VARIABLE	ARRECIFES FRONTALES				ARRECIFES DE CRESTA				
	NRW	RW	RC	RE	NRE	NRW	RW	RC	
Complejidad estructural	2.2 \pm 0.42	2.3 \pm 0.34	2.5 \pm 0.20	2.3 \pm 0.24	2.3 \pm 0.35	2.7 \pm 0.18	2.6 \pm 0.21	2.4 \pm 0.41	
CORALES ESPECIES									
Densidad (No. colonias/m ²)	17.8 \pm 1.63	17.2 \pm 1.25	18.5 \pm 0.71	16.3 \pm 1.58	18.1 \pm 0.97	6.7 \pm 0.57	6.8 \pm 0.73	6.2 \pm 0.39	
Cobertura (%)	15.8 \pm 1.03	18.7 \pm 1.03	18.0 \pm 1.00	16.0 \pm 1.66	17.1 \pm 1.01	11.8 \pm 1.86	8.4 \pm 2.17	6.8 \pm 0.97	
Blanqueamiento (%)	1.9 \pm 0.35	1.4 \pm 0.19	1.4 \pm 0.42	1.4 \pm 0.53	2.0 \pm 0.24	0.7 \pm 0.21	0.8 \pm 0.29	0.2 \pm 0.09	
Mortalidad (%)	7.0 \pm 0.80	8.3 \pm 0.69	5.6 \pm 1.27	8.2 \pm 0.80	7.4 \pm 1.30	19.1 \pm 2.22	21.5 \pm 2.30	22.6 \pm 0.58	
S	24.8 \pm 1.01	24.1 \pm 0.89	25.0 \pm 1.06	24.8 \pm 0.96	24.0 \pm 0.99	14.6 \pm 0.81a	11.5 \pm 0.69b	13.2 \pm 0.97ab	
J	0.7 \pm 0.02ab	0.8 \pm 0.01a	0.8 \pm 0.02a	0.8 \pm 0.03ab	0.8 \pm 0.02b	0.8 \pm 0.02	0.8 \pm 0.05	0.7 \pm 0.06	
H	2.3 \pm 0.10ab	2.5 \pm 0.06a	2.5 \pm 0.11a	2.5 \pm 0.11ab	2.6 \pm 0.11b	2.0 \pm 0.04	1.9 \pm 0.05	1.8 \pm 0.10	
Tamaño máximo (cm)	15.5 \pm 0.63	18.2 \pm 0.40	15.6 \pm 0.69	18.9 \pm 1.32	17.6 \pm 0.95	37.7 \pm 1.82	41.2 \pm 2.29	39.5 \pm 1.56	
Densidad de reclutas (No. reclutas/m ²)	1.6 \pm 0.14a	0.9 \pm 0.12b	1.6 \pm 0.20a	0.8 \pm 0.16b	0.9 \pm 0.04b	0.2 \pm 0.11	0.3 \pm 0.08	0.1 \pm 0.03	
CORALES GRUPOS (No. colonias/m ²)									
Cerebro	0,11 \pm 0,02b	0,13 \pm 0,01b	0,19 \pm 0,02a	0,11 \pm 0,02b	0,06 \pm 0,01b	0,04 \pm 0,01	0,05 \pm 0,01	0,08 \pm 0,02	
Foliáceos	1,15 \pm 0,17a	1,16 \pm 0,08b	1,18 \pm 0,14b	1,07 \pm 0,20b	1,62 \pm 0,20b	0,43 \pm 0,06	0,53 \pm 0,05	0,31 \pm 0,06	
Incrustantes	0,57 \pm 0,03b	0,53 \pm 0,03b	0,63 \pm 0,02a	0,54 \pm 0,04b	0,49 \pm 0,02b	0,18 \pm 0,02	0,19 \pm 0,03	0,22 \pm 0,02	
Ramificados	0,35 \pm 0,03	0,34 \pm 0,06	0,25 \pm 0,02	0,25 \pm 0,04	0,34 \pm 0,05	0,25 \pm 0,04	0,21 \pm 0,03	0,19 \pm 0,02	
ALGAS (Cobertura (%))									
Foliáceas y globosas	Junio '04	35,5 \pm 3,3	14,7 \pm 1,7	14,6 \pm 1,7	14,8 \pm 2,4	14,7 \pm 2,0	0,1 \pm 0,1	0,3 \pm 0,2	1,2 \pm 0,6
	Enero '05	35,2 \pm 2,7	30,3 \pm 2,4	29,3 \pm 2,8	24,2 \pm 1,5	31,9 \pm 2,6	1,7 \pm 0,7	0,8 \pm 0,4	0,3 \pm 0,3
	Abril '05	38,2 \pm 2,6	30,3 \pm 2,4	28,2 \pm 2,8	26,4 \pm 2,6	39,8 \pm 2,6	1,1 \pm 0,5	2,1 \pm 1,0	0,3 \pm 0,3
Filamentosas	Junio '04	6,3 \pm 1,6	2,5 \pm 0,9	8,9 \pm 1,9	3,1 \pm 1,0	9,9 \pm 1,8	20,8 \pm 3,7	9,1 \pm 1,3	13,5 \pm 3,7
	Enero '05	9,8 \pm 1,6	5,3 \pm 1,3	10,8 \pm 2,5	17,4 \pm 1,4	20,4 \pm 2,1	5,9 \pm 1,4	13,6 \pm 1,9	13,0 \pm 2,8
	Abril '05	9,5 \pm 1,7	5,3 \pm 1,3	8,9 \pm 1,7	6,0 \pm 1,4	14,1 \pm 1,4	6,1 \pm 1,4	11,0 \pm 1,6	13,0 \pm 2,8
Corticadas	Junio '04	0,0	0,0	0,2 \pm 0,2	0,1 \pm 0,1	0,0	0,2 \pm 0,1	0,3 \pm 0,2	1,1 \pm 0,4
	Enero '05	0,0	0,0	0,0	1,3 \pm 0,5	1,2 \pm 0,7	0,1 \pm 0,1	0,5 \pm 0,2	2,2 \pm 1,0
	Abril '05	0,0	0,0	0,0	0,0	0,1 \pm 0,1	0,1 \pm 0,1	0,4 \pm 0,2	2,2 \pm 1,0
Coriáceas	Junio '04	6,9 \pm 2,0	23,5 \pm 2,4	16,9 \pm 1,9	11,6 \pm 2,1	5,5 \pm 1,1	0,0	0,0	0,1 \pm 0,1
	Enero '05	19,4 \pm 2,7	28,8 \pm 2,4	24,9 \pm 3,0	13,5 \pm 1,9	18,4 \pm 2,1	0,0	0,6 \pm 0,3	0,5 \pm 0,3
	Abril '05	20,5 \pm 2,7	28,7 \pm 2,3	28,0 \pm 2,7	15,3 \pm 2,5	12,9 \pm 1,3	0,0	0,3 \pm 0,2	0,5 \pm 0,3
Calcáreas articuladas	Junio '04	6,4 \pm 0,8	6,8 \pm 1,1	6,1 \pm 0,7	10,7 \pm 1,4	6,5 \pm 0,9	5,4 \pm 1,0	11,2 \pm 1,8	14,0 \pm 3,1
	Enero '05	8,1 \pm 1,2	11,7 \pm 1,0	8,2 \pm 1,1	12,7 \pm 1,3	10,6 \pm 1,2	5,8 \pm 1,3	8,1 \pm 1,9	9,0 \pm 2,2
	Abril '05	8,8 \pm 1,5	11,4 \pm 1,0	9,7 \pm 1,3	9,2 \pm 1,2	5,6 \pm 0,7	6,6 \pm 1,4	6,9 \pm 1,8	9,0 \pm 2,2
Costrosas	Junio '04	1,8 \pm 1,0	2,5 \pm 0,5	2,9 \pm 0,6	5,3 \pm 1,4	2,4 \pm 0,8	31,9 \pm 3,1	31,5 \pm 3,3	28,2 \pm 5,0
	Enero '05	3,0 \pm 0,4	2,7 \pm 0,4	6,3 \pm 1,3	6,5 \pm 0,8	5,9 \pm 0,9	46,7 \pm 2,5	38,5 \pm 3,1	39,7 \pm 5,0
	Abril '05	3,0 \pm 0,4	2,7 \pm 0,4	3,2 \pm 0,8	7,7 \pm 1,2	3,0 \pm 0,6	46,0 \pm 2,7	45,8 \pm 3,2	39,7 \pm 5,0

Tabla 4. Resultados del ANOVA entre zonas para la mortalidad de especies abundantes. * diferencia significativa. Grados de libertad y error: arrecifes frontales (4, 35) y arrecifes de cresta (2, 21).

Hábitat	Especies	F	p
Arrecifes frontales	<i>Agaricia agaricites</i>	1.62	0.191
	<i>Agaricia sp</i>	2.76	0.043*
	<i>Millepora alcicornis</i>	1.61	0.194
	<i>Montastraea annularis</i>	0.47	0.755
	<i>Porites astreoides</i>	1.27	0.300
	<i>Porites porites</i>	2.81	0.039*
	<i>Stephanocoenia intersepta</i>	0.93	0.456
	<i>Siderastrea siderea</i>	3.68	0.013*
Arrecifes de cresta	<i>Agaricia agaricites</i>	0.93	0.414
	<i>Acropora palmata</i>	2.09	0.148
	<i>Millepora alcicornis</i>	0.28	0.762
	<i>Millepora complanata</i>	1.44	0.259
	<i>Porites astreoides</i>	3.06	0.068

Tabla 5. Resultados del ANOVA entre zonas para el tamaño máximo de las colonias. * diferencia significativa. Grados de libertad y error: arrecifes frontales (4, 35) y arrecifes de cresta (2, 21).

Hábitat	Especies	F	p
Arrecifes frontales	<i>Agaricia agaricites</i>	2.18	0.091
	<i>Agaricia sp</i>	0.65	0.627
	<i>Millepora alcicornis</i>	5.72	0.001*
	<i>Montastraea annularis</i>	2.21	0.088
	<i>Porites astreoides</i>	2.95	0.034*
	<i>Porites porites</i>	5.83	0.001*
	<i>Stephanocoenia intersepta</i>	0.99	0.426
	<i>Siderastrea siderea</i>	2.43	0.066
Arrecifes de cresta	<i>Agaricia agaricites</i>	7.47	0.004*
	<i>Acropora palmata</i>	3.42	0.051
	<i>Millepora alcicornis</i>	0.44	0.648
	<i>Millepora complanata</i>	1.01	0.382
	<i>Porites astreoides</i>	3.19	0.062

Tabla 6. Resultados del ANOVA entre zonas para los índices de diversidad. * diferencia significativa. Grados de libertad y error: arrecifes frontales (4, 35) y arrecifes de cresta (2, 21).

Hábitat	Índice de diversidad	F	p
Arrecifes frontales	S	0.37	0.828
	J'	3.35	0.020*
	H'	2.95	0.034*
Arrecifes de cresta	S	3.84	0.038*
	J'	1.13	0.341
	H'	2.99	0.072

DISCUSIÓN

En cuanto a las comunidades de corales pétreos, los géneros más abundantes coincidieron con los identificados para otros arrecifes, como los de playa Herradura (Guardia *et al.*, 2003) y al norte de la provincia de Ciego de Ávila (Hernández – Fernández *et al.*, 2008). La cobertura de corales

vivos se mantuvo por debajo del 20%, resultado similar al consignado por Guardia *et al.* (2004a) en la zona de buceo de Punta Francés y por debajo a los determinados en la Península de Guanahacabibes, donde hubo áreas con más del 30% de cubrimiento, según Guardia *et al.* (2004b). En cuanto al tamaño máximo de las colonias en los arrecifes frontales, no sobrepasó los 20 cm,

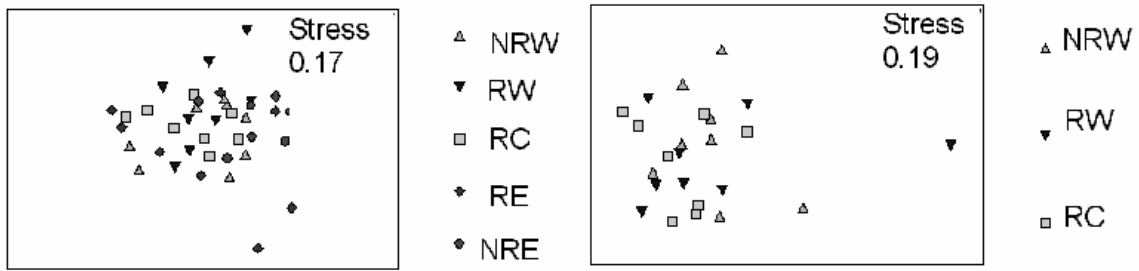


Fig. 2. Ordenamiento por escalado multidimensional no métrico de las estaciones muestreadas basado en la densidad (colonias·m⁻²) de las especies de corales. Izquierda: arrecifes frontales. Derecha: arrecifes de cresta.

Tabla 7. Resultados del ANOVA entre zonas para la abundancia por grupos de corales. * diferencia significativa. Grados de libertad y error: arrecifes frontales (4, 35) y arrecifes de cresta (2, 21).

Hábitat	Grupos de corales	F	p
Arrecifes frontales	Cerebros	10.45	<0.001*
	Foliáceos	1.72	0.167
	Incrustantes	3.75	0.012*
	Ramificados	1.43	0.245
Arrecifes de cresta	Cerebros	2.82	0.082
	Foliáceos	3.88	0.037*
	Incrustantes	0.47	0.632
	Ramificados	0.90	0.423

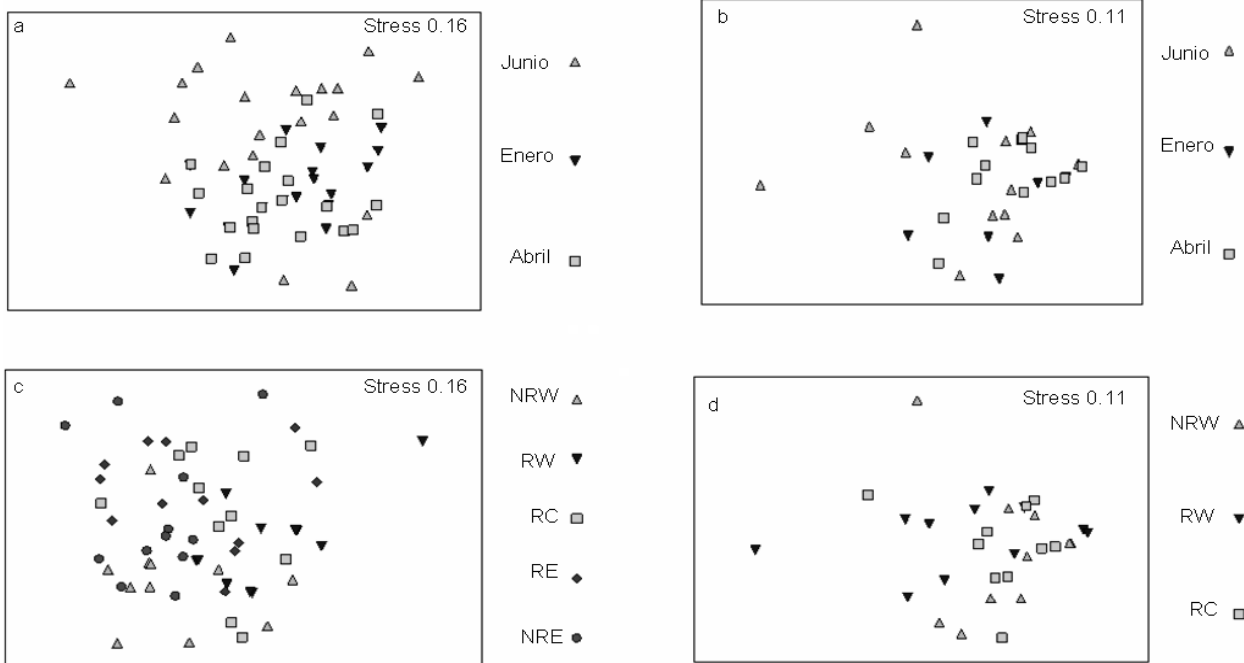


Fig. 3. Ordenamiento por escalado multidimensional no métrico de las estaciones muestreadas basado en la cobertura (%) de los grupos morfofuncionales de algas. a: estacionalidad en arrecifes frontales; b: estacionalidad en arrecifes de cresta; c: zonación en arrecifes frontales; d: zonación en arrecifes de cresta.



Fig. 4. Grupos morfofuncionales de algas mostrando la cobertura entre meses y su proporción en cada mes. COSTR: costrosas; CAL-ART: calcáreas articuladas; CORIAC: coriáceas; CORTIC: corticadas; FILAM; filamentosas; FOL-GLO: foliáceas y globosas.

resultado que se correspondió, para similar hábitat, con el obtenido en Punta Francés por Guardia *et al.* (2004a). La densidad de reclutas en general fue baja si se compara con la consignada por Guardia *et al.*, (2004b) para la península de Guanahacabibes.

Las causas reales de la mortalidad antigua no son conocidas con precisión en muchos de los estudios donde se consigna dicha afectación, como es el caso de los realizados por Alcolado *et al.*, (2001) en Cayo Largo del Sur, Guardia *et al.*, (2004a) en Punta Francés y Hernández - Fernández *et al.* (2008) al norte de la provincia de Ciego de Ávila. El blanqueamiento, afección predominante durante los muestreos de septiembre y diciembre de 2005, mostró una diferencia ligera entre zonas, lo cual podría ser atribuible a la circulación de las corrientes en Jardines de la Reina pero se carece de información sobre los patrones de circulación de las masas de aguas en la escala apropiada para sustentar esta argumentación.

Varios métodos son utilizados para estimar complejidad estructural. Entre los más usados están el de la cadena (Sluka *et al.*, 1997; Chapman y Kramer, 1999; Mumby *et al.*, 2004), el de contorno de cinta (Sale y Douglas, 1984; Sale y Steel, 1986; Sale *et al.*, 1994), el de contorno de profundidad (Westera *et al.*, 2003) y el método basado en una escala semicuantitativa (Aguilar *et al.*, 1997; González-Sansón *et al.*, 1997a; Zapata y Morales, 1997). También como criterio de

complejidad ha sido utilizada la cobertura cuantitativa de componentes bentónicos y naturaleza del sustrato en grandes grupos (Sluka *et al.*, 1997; Chapman y Kramer, 1999; Mumby *et al.*, 2004) o al nivel de especies (Luchavez, 1991; Zapata y Morales, 1997; Westera *et al.*, 2003) pero también criterios cualitativos - subjetivos en cuanto a dichos componentes (Luchavez, 1991; Nañola *et al.*, 1994). Todos estos métodos registran la complejidad estructural en una escala muy fina (metros), lo que podría tener significación para especies de peces de tamaño pequeño y territoriales, así como para algunas de tamaño mediano (lo común en la inmensa mayoría de los trabajos). Esta escala no resulta apropiada, sin embargo, para interpretar la relación de la complejidad estructural con especies de peces grandes. Los métodos basados en el contorno de profundidad y la escala semicuantitativa, cuando se usan en recorridos largos, si permiten obtener información sobre la rugosidad que puede ser relevante para especies de tamaño grande.

Tanto para la complejidad estructural como para las comunidades de corales pétreos y las de algas no se observa tendencia general a la diferenciación entre zonas protegidas y no protegidas. Otros trabajos señalan que la calidad del hábitat dentro y fuera es importante para determinar como los organismos responden a la protección (Connell y Kingsford, 1998; Friedlander y Parrish, 1998; Nilsson, 1998), dejando claro que las diferencias entre niveles de protección puede deberse a la

cobertura béntica (Galzin *et al.*, 1994; Jennings *et al.*, 1996a) y la complejidad estructural (Connell y Kingsford, 1998; Friedlander y Parrish, 1998; Nilsson, 1998). Las mayores abundancias y tallas de peces en reservas marinas asocian su causa a la protección y no a las características del hábitat debido a que estas fueron similares entre las zonas protegidas y no protegidas, ya sea por haber sido medidas antes de los estudios (Buxton y Smale, 1989; Jennings *et al.*, 1996b) o durante los estudios (Roberts, 1995; Sluka *et al.*, 1997; Chapman y Kramer, 1999). Los resultados obtenidos en esta investigación demuestran que los hábitats coralinos son relativamente homogéneos a lo largo del archipiélago Jardines de la Reina.

AGRADECIMIENTOS

Los autores agradecen a los trabajadores de Azulmar por el apoyo logístico en Jardines de la Reina, especialmente a G. Omega (Pepe); a WWF Canadá por financiar parte de esta investigación; a Center for Marine Biodiversity and Conservation del Scripps Institution of Oceanography y E. Sala y a la Iniciativa AGRRA (personalizados en R. Ginsburg y P. Kramer) por financiar dos expediciones a Jardines de la Reina. Agradecemos al Ministerio de Ciencia, Tecnología y Medio Ambiente por el financiamiento y apoyo logístico, principalmente a C. Pazos Alberdi, R. Gómez Fernández, R. Estrada Estrada, A. Jiménez del Castillo y R. Arias Barreto. Gracias infinitas a los trabajadores del CIEC por apoyarnos en nuestras investigaciones, especialmente a W. Acosta de la Red, F. Martín Blanco, A. Fernández de Zayas, T. Figueredo Martín y P.E. Cardoso Gómez.

REFERENCIAS

- Aguilar, C., G. González-Sansón, J. Angulo, C. González (1997): Variación espacial y estacional de la ictiofauna en un arrecife de coral costero de la región noroccidental de Cuba. I: Abundancia total. *Rev. Invest. Mar.* 18(3):223-232.
- Alcolado, P.M., R. Claro, B. Martínez-Daranas, G. Menéndez-Macia, P. García-Parrado, K. Cantelar, M. Hernández y R. del Valle (2001): Evaluación ecológica de los arrecifes coralinos del oeste de Cayo Largo del Sur, Cuba: 1998-1999. *Bol. Invest. Mar. Cost.* 30: 109-132.
- Babcock, R.C., K.S. Shears, N.T. Walker and J.W. Willis. (1999): Changes in community structure in temperate marine reserves. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 189:125-134
- Behrens, K.C. (1987): The influence of shelter availability on recruitment and early survivorship of *Lythrus dalli* Gilbert (Pisces: Gobiidae). *J. Exp. Mar. Biol. Ecol.*, 107:45 – 59.
- Beukers, J.S. and G.P. Jones (1997): Habitat complexity modifies the impact of piscivores on a coral reef fish population. *Oecología.* 114:50-59.
- Buchheim J.R. and M.A. Hixon (1992): Competition for shelter holes in the coral reef fish *Acanthemblmaria Spinosa* Metzelaar. *J. Exp. Mar. Biol. Ecol.* 164: 45 – 54.
- Buxton, C.D. and M.J. Smale (1989): Abundance and distribution patterns of three temperate marine reef fish (Teleostei: Sparidae) in exploited and unexploited areas off the southern Cape coast. *Journal of Applied Ecology* 26:441-451.
- Chapman, M.R. and D.L. Kramer (1999): Gradients in coral reef fish density and size across the Barbados Marine Reserve boundary: effects of reserve protection and habitat characteristics. *Marine Ecology Progress Series.* 181:81-96.
- Clarke, K.R. and R.M. Warwick (2001): Change in Marine Communities. An Approach to Statistical Analysis and Interpretation, 1st edition. PRIMER-E. Plymouth, U.K.
- Connell, S.D. and G.P. Jones (1991): The influence of habitat complexity on postrecruitment processes in a temperate reef fish population. *J. Exp. Mar. Biol. and Ecol.* 151:271-294.
- Connell, S.D. and M.J. Kingsford (1998): Spatial, temporal and habitat related variation in the abundance of large predatory fish at One Tree Reef, Australia. *Coral Reefs* 17: 49 – 57.
- De Ridder, C. and J.M. Lawrence (1982): Food and feeding mechanisms: Echinoidea. In: *Echinoderm Nutrition* (M. Jangoux and J.M. Lawrence, eds.), A.A. Balkema, Rotterdam.
- Doherty, P.J. (1983): Tropical territorial damselfishes: is density limited by aggression or recruitment? *Ecology* 64: 176 – 190.
- Doherty, P.J. (2002): *Coral Reef Fishes: Dynamics and diversity in a complex Ecosystem*, ed. Sale, P.F. (Academic, San Diego), pp: 327 – 355.

- Edgar, G.J. and N.S. Barrett (1999): Effects of the declaration of marine reserves on Tasmanian reef fishes, invertebrates and plants. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology* 242:107-144.
- Friedlander, A.M., E.K. Brown, P.L. Jokiel, W.R. Smith and K.S. Rodgers (2003): Effects of habitat, wave exposure, and marine protected area status on coral reef fish assemblages in the Hawaiian archipelago. *Coral Reefs* 22:291-305
- Friedlander, A.M. and J.D. Parrish (1998): Habitat characteristics affecting fish assemblages on a Hawaiian coral reef. *J. Exp. Mar. Biol. Ecol.* 224: 1 – 30.
- Galzin, R., S. Planes, V. Dufour and B. Salvat (1994): Variation in diversity of coral reef fish between French Polynesian atolls. *Coral Reefs* 13: 175 – 180.
- González-Sansón, G., C. Aguilar, J. Angulo y C. González (1997a): Variación espacial y estacional de la ictiofauna en un arrecife de coral costero de la región noroccidental de Cuba. 2: Diversidad. *Rev. Invest. Mar.* 18(3):233-240.
- González-Sansón, G., C. Aguilar, J. Angulo y C. González (1997b): Variación espacial y estacional de la ictiofauna en un arrecife de coral costero de la región noroccidental de Cuba. 3: Análisis multidimensional. *Rev. Invest. Mar.* 18(3):241-248.
- Guardia, E. de la, P. González – Díaz, G. Varona, S. González – Ferrer y W. Superes (2003): Variaciones temporales y espaciales en la comunidad bentónica del arrecife de playa Herradura, provincia Habana, Cuba. *Rev. Invest. Mar.* 24 (2): 117 – 126.
- Guardia, E. de la, P. González – Díaz y S. Castellanos (2004a): Estructura de la comunidad de grupos bentónicos sésiles en la zona de buceo de Punta Francés, Cuba. *Rev. Invest. Mar.* 25(2): 81 – 90.
- Guardia, E. de la, A. Valdivia y P. González - Díaz (2004b): Estructura de comunidades bentónicas en la zona de buceo de María de Gorda, ensenada de corrientes, sureste de la Península de Guanahacabibes, Cuba. *Rev. Invest. Mar.* 25(2):103 – 111.
- Heck, K.L. y G.S. Wetstone (1977): Habitat complexity and species richness and abundance in tropical seagrass meadows. *J. Biogeogr.* 4:135 – 142.
- Hernández – Fernández, L., E. de la Guardia y A.K. Brady (2008): Comunidades de corales pétreos en la costa norte de Ciego de Ávila, Cuba. *Rev. Invest. Mar.* 29(2):125-130.
- Hiatt, R.W. and D.W. Strasbourg (1960): Ecological relationships of the fish fauna on coral reefs of the Marshall Islands. *Ecol. Monogr.*, 30: 65 – 127.
- Hixon, M.A. and J.P. Beets (1989): Shelter characteristics and Caribbean fish assemblages: experiments with artificial reefs. *Bull.Mar. Sci.* 44: 666 – 680.
- Hixon, M.A. and J.P. Beets (1993): Predation, prey refuges and the structure of coral reef fish assemblages. *Ecol. Monogr.* 63: 77 – 101.
- Hobson, E.S. (1974): Feeding relationships of Teleostean fishes on coral reefs in Kona, Hawaii. *Fish. Bull.* 72: 915 – 1031.
- Humann, P. (1994): *Reef Fish Identification. Florida, Caribbean, Bahamas.* 2da Ed. New World Publications, Inc. 396 pp.
- Jennings, S. D.P. Boule and N.V.C. Polunin (1996a): Habitat correlates of the distribution and biomass of Seychelles reef fishes. *Environ. Biol. Fishes* 46: 15 – 25.
- Jennings, S., S.S. Marshall and N.V.C. Polunin (1996b): Seychelles's marine protected areas: comparative structure and status of reef fish communities. *Biological Conservation* 75:201-209.
- Jones, G.P., M.I. McCormick, M. Srinivasan and J.V. Eagle (2004): Coral decline threatens fish biodiversity in marine reserves. *PNAS.* 101(21):8251-8253.
- Lewis, A.R. (1997): Effects of experimental coral disturbance on the structure of fish communities on large patch reefs. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 161: 37 – 50.
- Lewis, A.R. (1998): Effects of experimental coral disturbance on the population dynamics of fishes on large patch reefs. *J. Exp. Mar. Biol. and Ecol.* 230:91-110.
- Littler, M.M. and D.S. Littler (1984): Relationships between macroalgal functional form groups and

- substrata stability in a subtropical rocky-intertidal system. *J. Exp. Mar. Ecol.*, 74: 13-34
- Luchavez, T.F. (1991): Aspects of coral reef-fish benthos relationship in the Central Visayas, Philippines. *Proceedings of the Regional Symposium on Living Resources in Coastal Areas*. 175-178.
- Ludwig, J.A. and J.F. Reynolds (1988): Statistical ecology. Wiley, New York, xviii + 337 pp.
- McClanahan, T.R. and R. Arthur (2001): The effect of marine reserves and habitat on populations of East African coral reef fishes. *Ecol. Appl.* 11: 559-69
- Cocheret de la Moriniere, E., I. Nagelkerken, H. van der Meij and G. van der Velde. (2004): What attracts juvenile coral reef fish to mangroves: habitat complexity or shade? *Mar. Biol.* 144:139-145.
- Morrison, D. (1988): Comparing fish and urchin grazing in shallow and deeper coral reef algal communities. *Ecology* 69: 1367 – 1382.
- Mumby, P.J., A.J. Edwards, J.A. Arias-González, K.C. Lindeman, P.G. Blackwell, A. Gall, M.I. Gorzynska, A.R. Harborne, C.L. Pescod, H. Renken, C.C.C. Wabnitz and G. Llewellyn (2004): Mangroves enhance the biomass of coral reef fish communities in the Caribbean. *Nature* 427:533-536.
- Nañola, C.L., I.S. Pamintuan and P.M. Aliño (1994): Spatial distribution of fish communities in Calauag Bay, Northeastern Philippines. *Proceedings Third ASEAN-Australia Symposium on Living Coastal Resources*. Vol. 2:263-268.
- Nilsson, P. (1998): *Criteria for the selection of marine protected areas*. Swedish Environmental Protection Agency, Stockholm, Sweden, Report 4834.
- Polunin, N.V.C. and D.W. Klumpp (1992): Algal food supply and grazer demand in a very productive coral – reef zone. *J. Exp. Mar. Biol. Ecol.* 164: 1 – 15.
- Polunin, N.V.C and C.M. Roberts (1993): Greater biomass and value of target coral-reef fishes in two small Caribbean marine reserves. *Marine Ecology Progress Series*. 100:167-176.
- Prado, M. y A.M. Suárez (1996): Estudio del fitobentos en cayo Hicacos, Archipiélago de los Canarreos, Plataforma Occidental de Cuba. *Rev. Invest. Mar.* 17(1): 27-34.
- Primer-E. (2002): PRIMER 5.5 Plymouth Routines in Multivariate Ecological Research. PRIMER-E Ltd, Plymouth Marine Laboratory, Plymouth, UK.
- Roberts, C.M. (1995): Rapid Build-up of Fish Biomass in a Caribbean Marine Reserve. *Conservation Biology*, Vol. 9 (4): 815-826.
- Roberts, C. M., A.R. Dawson Shepherd and R.F.G. Ormond (1992): Large – Scale variation in assemblage structure of Red Sea butterfly – fishes and angelfishes. *Journal of Biogeography* 19: 239 – 250.
- Roberts, C.M. and N.V.C Polunin (1993): Effects of marine reserve protection on northern Red Sea fish populations. *Proceedings of the Seventh International Coral Reef Symposium*, Guam, University of Guam, Mangilao, 2: 969 – 977.
- Sala, E. (1997): The role of fishes in the organization of a mediterranean sublittoral community: II. Epifaunal communities. *J. Exp. Mar. Biol. Ecol.* 212: 45 – 60.
- Sale, P.F., P.J. Doherty, G.J. Eckert and W.A. Douglas (1980): Juvenile recruitment strategies and coexistence of territorial pomacentrids. *Bull. Mar. Sci.* 30:147-158.
- Sale, P.F. and W.A. Douglas (1984): Temporal variability in the community structure of fish on coral patch reefs and the relation of community structure to reef structure. *Ecology* 65: 409 – 422.
- Sale, P.F., J.A. Guy and W.J. Steel (1994): Ecological structure of assemblages of coral reef fishes on isolated patch reefs. *Oecologia* 98:83-99
- Sale, P.F. and W.J. Steel (1986): Random placement and the distribution of fishes among coral patch reefs. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 28: 165-174.
- Sluka, R., M. Chiappone, K.M. Sullivan and R. Wright (1997): The benefits of a marine fishery reserve for Nassau grouper *Epinephelus striatus* in the Central Bahamas. *Proc. 8th Int. Coral Reef Sym.* 2: 1961-1964.
- Steneck, R.S. and M.N. Dethier (1994): A functional group approach to the structure of

algal-dominated communities. *Oikos* 69, 476-498.

StatSoft, Inc. (2001): STATISTICA (data analysis software system), version 6. www.statsoft.com.

Trelles J., A.M. Suárez y E. de la Guardia (2001): Macroalgas dominantes de playa Herradura, plataforma noroccidental de Cuba: Caulerpales y Dictyotales. *Rev. Invest. Mar.* 22(1): 1-6.

Underwood, A.J. (1997): Experiments in ecology. Their logical design and interpretation using analysis of variance. Cambridge University Press, Cambridge, 504 p.

Valdivia, A. (2004): Variación espacial y temporal de las asociaciones de algas en zonas del sublitoral norte habanero, Cuba. *Tesis de Maestría*, Centro de Investigaciones Marinas, Universidad de La Habana, 121 pp.

Westera, M., P. Lavery y G. Hyndes (2003): Differences in recreationally targeted fishes between protected and fished areas of a coral reef marine park. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology* 294:145-168.

Zapata, F.A. and Y.A. Morales (1997): Spatial and temporal patterns of fish diversity in a coral reef at Gorgona Island, Colombia. *Proc. 8th Int. Coral Reef Sym.* 1:1029-1034.

Zar, J.H. (1996): *Biostatistical analysis*. Prentice Hall, New Jersey, 3ra. Ed., 662 pp.

Aceptado: 23 de Julio de 2008